

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH**  
**ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

Katedra krajinného managementu

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Koncentrace živin a jejich odnos z povodí**

Autor bakalářské práce: Veronika Jirkovská

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Václav Bystřický

České Budějovice, duben 2012

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta zemědělská

Akademický rok: 2010/2011

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Veronika JIRKOVSKÁ**  
Osobní číslo: **Z09489**  
Studijní program: **B4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Pozemkové úpravy a převody nemovitostí**  
Název tématu: **Koncentrace živin a jejich odnosy z povodí**  
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

### Zásady pro vypracování:

Práce bude mít charakter literární rešerše s následujícím rámcovým obsahem:

- popis živin a příčin jejich sledování
- popis faktorů ovlivňujících vyplavování živin do vod
- hodnoty koncentrací a odnosů živin v ČR i ve světě

Rozsah grafických prací: dle potřeby  
Rozsah pracovní zprávy: 35 - 40 stran  
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

Maidment, D.R. (ed.). Handbook of hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993, 1424 s.

Novotny, V. Water quality - Diffuse pollution and watershed management. Northeastern University Boston, 2003, John Wiley and Sons, New York, 864 s.

Pitter, P. Hydrochemie. vydavatelství VŠCHT, Praha, 2009, 592 s.

Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (ed.) Nitrate: processes, patterns and management. John Wiley and Sons Ltd., 1993, 456 s.

časopisy: Science of the total environment, Journal of hydrology, Physics and chemistry of the earth, Journal of environmental management, atd.

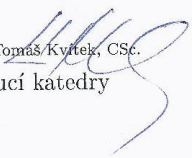
Vedoucí bakalářské práce: Ing. Václav Bystřický  
Katedra krajinného managementu

Datum zadání bakalářské práce: 14. března 2011

Termín odevzdání bakalářské práce: 15. dubna 2012

  
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studentská 13  
370 05 České Budějovice  
L.S.

  
prof. Ing. Tomáš Kyřitek, CSc.  
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 14. března 2011

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací These.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 1. dubna 2012

.....  
Veronika Jirkovská

### **Poděkování**

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému vedoucímu práce Ing. Václavu Bystřickému za odbornou pomoc, ochotu a trpělivost. A děkuji také své rodině za podporu.

## **Abstrakt**

Tato práce má za cíl přiblížit problematiku zvyšování koncentrací živin v povodí, a dále pak v celém komplexu přírodních složek, obzvláště ve vodách. V rámci práce jsou určeny nejvíce problémové živiny, které mají vliv na kvalitu vody, tj. dusík a fosfor. Dále je zde popsán koloběh obou sledovaných živin v přírodě a charakterizovány jsou také faktory, které ovlivňují vyplavování těchto živin do vod (z povodí). S tím souvisí i ohodnocení aktivit člověka, které významně zasahují do chodu krajinných složek a jaké následky s sebou tyto činnosti přinášejí hlavně v souvislosti se znečištěním vodních útvarů. V práci je také stručně popsána situace vývoje jakosti vod ve světě a v ČR ve spojení s tím, jak byla a je ovlivňována lidskou činností.

**Klíčová slova:** dusík, fosfor, eutrofizace vod, jakost vody

## **Abstract**

This work aims to approach the problems of the increasing concentrations of nutrients in the catchment area and then in the entire complex of the natural components, especially in water.

In most of my work I deal with the problematic nutrients that affect the quality of water, that means nitrogen and phosphorus. Next there is also described the cycle of the both observed nutrients in nature and also characterized the factors that influence the leaching of these nutrients out into the water (from catchment area). This has also the connection with the evaluation of human activities that significantly interfere in the development of the landscape components and the consequences that come with these activities mainly relating to the pollution of water structures. My work is also briefly focused on the situation of the development of water quality in the world and in the Czech Republic in conjunction with the way, how water was and has been influenced by human activities.

**Key words:** nitrogen, phosphorus, eutrophication of water, water quality

## **OBSAH**

<b>1. Úvod</b>	<b>8</b>
<b>2. Dusík</b>	<b>9</b>
2.1 <i>Koloběh dusíku v přírodě</i>	9
2.2 <i>Faktory ovlivňující vyplavování dusíku do vod</i>	12
2.2.1 Land use	13
2.2.1.1 Orná půda	13
2.2.1.2 Lesy	14
2.2.1.3 Louky	14
2.2.2 Atmosférická depozice	16
2.2.2.1 Kyselá dešť	16
2.2.2.2 Acidifikace	16
2.2.3 Hnojení	17
2.2.4 Půdní eroze	18
2.2.5 Půda a její vlastnosti	19
<b>3. Fosfor</b>	<b>20</b>
3.1 <i>Koloběh fosforu v přírodě</i>	20
3.2 <i>Faktory ovlivňující vyplavování fosforu do vod</i>	23
3.2.1 Land use	24
3.2.1.1 Orná půda	24
3.2.1.2 Lesy	24
3.2.1.3 Louky	25
3.2.2 Atmosférická depozice	26
3.2.3 Hnojení	27
3.2.4 Odpadní vody	29
3.2.5 Půda a její vlastnosti	31
<b>4. Koncentrace živin a příčiny jejich sledování</b>	<b>32</b>
4.1 <i>Eutrofizace</i>	35
4.2 <i>Jakost vody ve světě</i>	37
4.3 <i>Jakost vody v ČR</i>	39
<b>5. Závěr</b>	<b>41</b>
<b>6. Literatura</b>	<b>42</b>

## 1. Úvod

„Bez vody není života. Voda je drahocenná a pro člověka ničím nenahraditelná surovina...“ uvádí se v Evropské vodní chartě, vyhlášené 6. května 1968 ve Strasbourgu. Voda je součástí každé zemské sféry, účastní se všech podstatných biologických, fyzikálních a chemických procesů a tvorby klimatu a také je důležitým transportním elementem. Celý systém oběhu vody na zemi je v nejširším slova smyslu vodohospodářskou soustavou (Štamberová a kol., 1998).

„Při obecném nakládání s povrchovými vodami se nesmí ohrožovat jakost nebo zdravotní nezávadnost vod, narušovat přírodní prostředí, zhoršovat odtokové poměry, poškozovat břehy, vodní díla a zařízení, zařízení pro chov ryb a porušovat práva a právem chráněné zájmy jiných,“ takto bychom se k vodám měli chovat podle zákona č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon) platného znění v květnu 2010. Jakostí vody rozumíme charakteristiku složení a vlastností vody, vyjádřenou fyzikálními, chemickými a biologickými ukazateli (Štamberová a kol., 1998).

Tématem této práce bude určení živin, které zvýšením své koncentrace ohrožují jakost vody, a tím způsobují další problémy i v jiných částech ekosystémů, a jejich odnos z povodí. Dále se bude zabývat faktory, které ovlivňují vyplavování těchto živin do vod.

Sledovanými živinami jsou dusík a fosfor. Dusík, donedávna limitní živina pro většinu suchozemských (a spolu s fosforem i vodních) ekosystémů, se s rozvojem průmyslu, výrobou zemědělských hnojiv a růstem počtu městského obyvatelstva stal živinou často nadbytečnou, pro některé přírodní systémy dokonce škodlivou (Hruška a Oulehle, 2008). Největším problémem, kvůli kterému tyto živiny sledujeme, je fakt, že sloučeniny dusíku ve vodách v důsledku vyplavování půdním profilem nebo erozí a povrchovým odtokem způsobují kontaminaci hydrosféry a spolu s fosforem zapříčiňují vznik eutrofizace (Kvítek a Tippl, 2003).



## 2. Dusík

### 2.1 Koloběh dusíku v přírodě

Dusík patří mezi základní biogenní prvky. Po C, O a H je čtvrtou nejhojnější složkou živé hmoty (Šafaříková a Kouřil 2006; Šimek a Cooper 2004). V ekosystémech se vyskytuje dusík v anorganických i organických formách, v plynné, tekuté i pevné fázi (Rychnovská a kol., 1985).

Největší zásobárnou dusíku je zemská atmosféra. Její nejnižší vrstva, troposféra, obsahuje 78 % dusíku, který se zde vyskytuje převážně v molekulární formě  $N_2$  (Šafaříková a Kouřil, 2006). Tato molekulární forma dusíku se chová jako inertní (nečinný) plyn. Je to dáno tím, že atomy dusíku jsou spojeny trojnou vazbou, která je velmi pevná. Ale i tato inertní forma dusíku je schopna v malém množství dál reagovat. Ultrafialové záření a elektrický výboj, tedy blesk, jsou schopny oxidovat atmosférický dusík na směs oxidů dusíku, které reagují se srážkovou vodou na kyseliny, dále se v půdním pokryvu neutralizují za vzniku dusitanů a dusičnanů, a poté jsou zpracovány mikroorganismy na další látky, zejména dusičnany (Cílek, 2007). V atmosféře jsou kromě interní formy dusíku přítomny také velmi reaktivní formy N, jako oxidy dusíku, amoniak a dusičnanové ionty.

Velmi důležitým činitelem v cyklu dusíku je činnost živých organismů. Některé bakterie, sinice a houby dokážou vázat atmosférický dusík přímo ze vzduchu a jejich činností přechází tento dusík do půdy a do vody. Tento proces se nazývá fixace dusíku. Touto tzv. biologickou cestou se fixuje až 96 % aktivního dusíku (Šafaříková a Kouřil, 2006). Syntézu  $N_2$  na amoniak zajišťuje nitrogenáza, která se sestává z bílkovinných složek (feroproteinu a azoferedoxinu) a molybdoferedoxinu, poskytující vysokou redukční sílu a elektrony k redukci  $N_2$  na  $NH_4^+$  (Richter a Hlušek, 2006).

V zemské kůře a ve vodách je dusíku na rozdíl od ovzduší převážně málo, celkem jen 0,002 % (Šafaříková a Kouřil, 2006). V zemské kůře je dusík součástí ledků, dalších vzácnějších nerostů, některých živců a uhlí ve formě dusičnanů (Šimek, 2008). Ve vodách se dusík vyskytuje v elementární formě ( $N_2$ ), dále pak anorganické formě ( $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ) a organické formě například jako aminokyseliny nebo močovina (Pitter, 1999).

V biosféře dusík najdeme jako součást organických látek v tělech organismů, hlavně v bílkovinách a nukleových kyselinách. Půda hraje zcela zásadní a

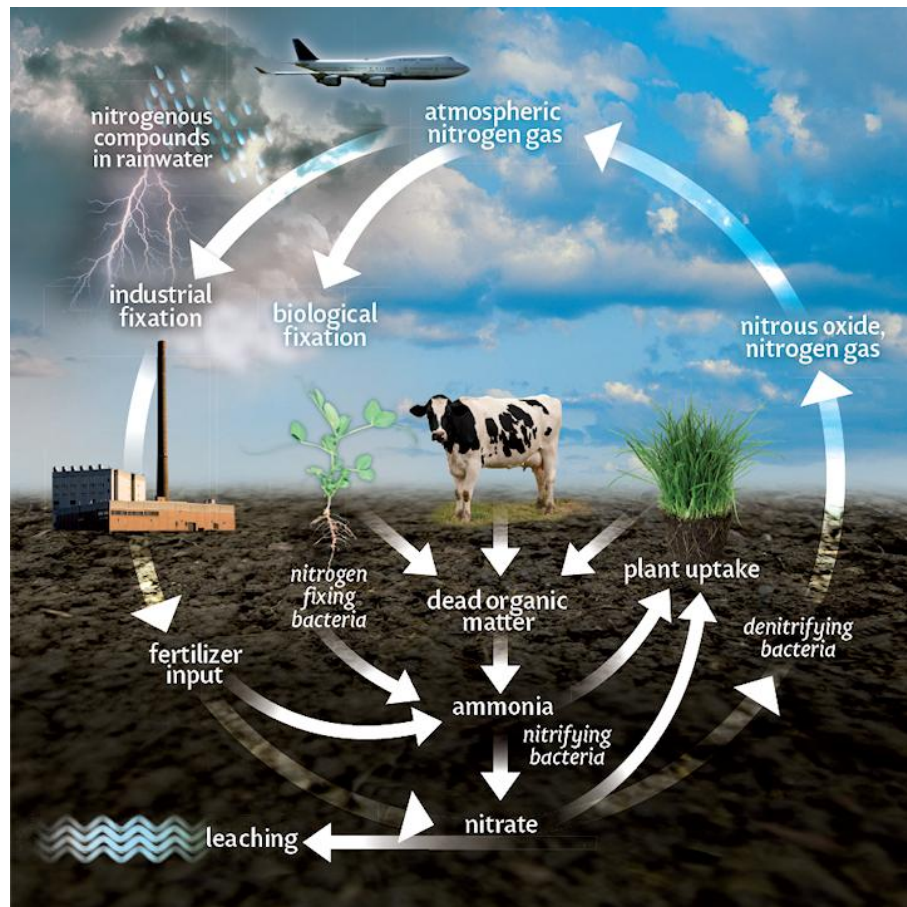
nezastupitelnou roli ve stabilitě ekosystémů a v ovlivňování bilancí látek a energií, půdní organická hmota je hlavní suchozemskou zásobárnou uhlíku, dusíku, fosforu a síry (Sáňka a Materna, 2004). Cca 90 % forem organického dusíku je vázáno v půdě. Tyto formy jsou většinou stabilní a jen asi třetina z těchto 90 % organicky vázaného N se může uvolnit ve formě  $\text{NH}_4^+$  mineralizací. Přírozený pozemský cyklus dusíku je založen zejména na koloběhu mezi půdou, rostlinou, býložravcem, býložravcovým trusem a opět půdou (Cílek, 2007). V těchto případech rozdělení obsahu dusíku v jednotlivých zemských sférách mluvíme o dusíku a jeho sloučeninách, které se aktivně podílí na jeho globálním koloběhu. V litosféře je totiž obsaženo 98 % veškerého dusíku na Zemi (Šimek a Cooper, 2004), který se ale neúčastní cyklu N.

V aktivním koloběhu dusíku figurují hlavně tyto anorganické formy N:  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_x\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NH}_3$  (respektive  $\text{NH}_4^+$ ) (Pitter, 1999).

Teprve z půdy nebo z vody je schopna přijímat dusík i velká většina rostlin, ale pouze v dusičnanové nebo amonné formě. Takto přijatý anorganický dusík rostliny zabudují do organických látek. Právě příjem nitrátů kořeny rostlin a jejich následná redukce a asimilace představují hlavní způsob, jímž je anorganický dusík přeměňován na organický (Zehnálek a kol., 2006).

Přírozený cyklus dusíku narušují různé lidské činnosti. Moderní intenzivní zemědělská výroba silně urychluje obrat dusíku v biosféře. Na jedné straně jsou vyplavovány z půdy lehce pohyblivé nitráty do spodních vod a odtud do vodních toků a dochází k eutrofizaci povrchových vod. Na druhé straně rozvoj zemědělství a průmyslu zvyšuje rychlost emisí plyných sloučenin dusíku, především  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  a  $\text{N}_2$ , do vzduchu (Rychnovská a kol., 1985).

Moderní začátek cesty dusíku ekosystémy se váže na hnojiva (v amonné i dusičnanové formě), na emise amoniaku při chovu dobytka, a především na spalování fosilních paliv, ať už při průmyslové výrobě, nebo v motorech automobilů (Hruška a Oulehle, 2008). Také zintenzivnění průmyslové výroby v předešlých desetiletích vedlo k dramatickému zvyšování produkce reaktivního dusíku z letecké dopravy (Asner a kol., 2001).



Obr. 1: Koloběh dusíku (převzato z <http://www.rothamsted.ac.uk/Content/JourneyCentreEarth/images/NitrogenCycle.png> (Staženo 25.3.2012))

Oběh dusíku je rychlý (např. v půdách zůstává průměrná dusíkatá molekula jen 50 let). Obecně se udává, že roční přirozený tok reaktivního dusíku se pohybuje kolem 140 milionů tun a lidská produkce dosahuje 210 milionů tun (Cílek, 2007).

## 2.2 Faktory ovlivňující vyplavování dusíku do vod

Část dusíku (nitrátů), které nevyužily rostliny nebo mikroorganismy a půda je nemá kam uložit, se může z půdy vyplavit. Faktory, které ovlivňují vyplavování N, můžeme rozdělit na konzervativní, či neovlivnitelné, a na progresivní (ovlivnitelné). Do první skupiny patří podle Kvítka a kol. (2007) meteorologické podmínky, zvláště pak teplota a srážky, dále pak vlastnosti půdy, zejména zrnitostní složení. Do ovlivnitelných faktorů patří využití půdy, s tím související vegetační pokryv na daném území a celková antropogenní činnost, hlavně ta negativní, která ovlivňuje přirozený chod ekosystémů.

Dnešní změny v biochemii vodních a kontinentálních ekosystémů jsou většinou spojovány se třemi hlavními faktory: využitím pozemků (LU), klimatickými změnami a chemickým vývojem atmosférické depozice (Norton a Veselý, 2004). Vyplavování dusíkatých látek také způsobuje eutrofizaci vod a zapříčiňuje odnos živin (bazických kationtů) a tím nepřímo způsobuje acidifikaci.

Haberle a Svododa (2008) uvádějí, že podmínky pro vyplavení dusíku se v jednotlivých letech výrazně liší, ale při zohlednění hlavních dvou podmínek (tj. teploty v mezporostním období a srážek v létě jednotlivých let, jako ukazatelů možného výparu z půdy) je zřejmé, že v oblastech a letech, kde úhrn efektivních srážek dosahuje 150 mm a více, existuje zvýšené riziko vyplavení, zvláště na lehčích a středních půdách.

Podle Kvítka a kol. (2007) sezónní dynamika vyplavování nitrátů obvykle vykazuje dva vrcholy, z toho první je výraznější a vzniká v období vegetačního klidu až předjaří. Druhý, méně významný, je více závislý především na srážkových poměrech po sklizni prvních sečí (poslední dekáda května). Největší ztráty ve formě dusičnanů z orné půdy jsou během podzimu, zimy a začátkem jara, když je nízký výpar, srážky jsou vysoké a neroste žádná vegetace (Stenberg a kol., 1999).

Ztrátám dusíku vyplavováním můžeme částečně zabránit využitím meziplodin. Během doby podzimu a doby mírné zimy, když ještě není zajištěn hlavní porost a drenáže fungují normálně, zachytává dusík z půdního profilu již trochu vyrostlá vegetace meziplodin (Stenberg a kol., 1999).

## 2.2.1 Land use

### 2.2.1.1 Orná půda

Z hlediska pokryvnosti je orná půda nejrizikovějším stanovištěm pro vyplavování dusíku, jelikož na orné půdě není vegetační pokryv po celý rok, některé pěstované plodiny nevytváří souvislý pokryv a není zde zajištěna řádná retence a akumulace živin. Vlivem klimatických dějů dochází také k snadnější erozi a vyluhování živin (dusíku) do hlubších vrstev, kdy už je nemohou využít rostliny.

V rámci AZZP (agrochemické zkoušení zemědělských půd) se nestanovují hodnoty pro dusík z důvodu relativně vysoké proměnlivosti, závislosti na klimatických podmínkách a aktuálním hnojení (Sáňka a Materna, 2004).

Tabulky (Sáňka a Materna, 2004) uvádějí rozsahy hodnot obsahů minerálního dusíku v zemědělských půdách ČR. Tyto tabulky byly sestaveny na základě dlouhodobého sledování ÚKZÚZ (Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský) v programu bazálního monitoringu půd, polních zkušek a lyzimetrických sledování.

Tab. č. 1: Popisná statistika pro podzimní obsahy nitrátového a amonného dusíku v půdě.

dusík	kultura	horizont	popisná statistika (mg.kg-1 suš.)				
			arit. průměr	medián	min	max	počet vzorků
nitrátový dusík N- NO <sub>3</sub>	orná půda	ornice	9,9	8,2	0	50,4	423
		podorničí	8,3	6,5	0	63,2	423
	trvalé travní porosty	svrchní vrstva	3,5	2,3	0	13,5	44
		spodní vrstva	2,3	1,2	0	12,2	44
amonný dusík N- NH <sub>4</sub>	orná půda	ornice	2,8	1,8	0	28,4	423
		podorničí	2,3	1,3	0	39,5	423
	trvalé travní porosty	svrchní vrstva	4,6	4,4	0,5	11,2	44
		spodní vrstva	3,0	2,1	0,3	10,5	44

Tab. č. 2: Popisná statistika pro jarní a podzimní obsahy minerálního dusíku v půdě.

doba odběru	hloubka odběru	popisná statistika (mg.kg-1 suš.)				
		aritmet. průměr	medián	min	max	počet vzorků
brzy na jaře	0 - 30 cm	9,4	7,6	0,6	157,9	936
	30 - 60 cm	8,4	7,2	0,3	74,3	936
před zámrazem	0 - 30 cm	11,7	9,6	0,7	113,4	918
	30 - 60 cm	8,3	6,7	0,2	48,0	908

### **2.2.1.2 Lesy**

Obecně můžeme říct, že listnaté ekosystémy mají vyšší retenční schopnost při vyšším vstupu dusíku než ekosystémy jehličnaté, ze kterých se minerální dusík ve většině případů vyplavuje více než z listnatých.

Hruška a kol. (2001) uvádí, že výsledky výzkumů z více než sta jehličnatých ekosystémů z celé Evropy (včetně České republiky) ukazují, že množství vyplavovaného minerálního dusíku z jehličnatých lesních ekosystémů zčásti určuje velikost atmosférické depozice dusíku, zčásti poměr C/N v organickém půdním horizontu (stav humusu) a zčásti zásoba bazických kationtů v minerálních půdních horizontech daného ekosystému. Dále uvádí, že vyplavování minerálního dusíku je výrazně vyšší v jehličnatých porostech s poměrem C/N v organickém horizontu nižším než 25.

Depozice, především sloučenin síry a dusíku, je významnou hnací silou půdních změn, která spolu s exportem živin v biomase může ovlivňovat koloběh látek v lesních ekosystémech, minerální výživu lesních dřevin i porostů a tak i jejich stabilitu (Fiala a kol., 2009).

Zvyšující se dusíková atmosférická depozice může vést k dusíkovému nasycení lesních ekosystémů. Dusíkové nasycení definujeme jako stav, v kterém dostupný dusík překročí kapacitu rostlin a půdních mikroorganismů, kde se mohl akumulovat (Gundersen, 1991).

### **2.2.1.3 Louky**

Louky jsou velmi důležité z hlediska své pokrývnosti, chrání půdu před větrnou i vodní erozí, značně zpomalují odtok vody a s tím i odnos živin, díky struktuře půdy. Ve srovnání s ornou půdou zde dochází k většímu vsakování vody a její akumulaci v půdě. Zapojený travní porost může využívat dešťové srážky asi z 67%. Důležitá je hustota kořenového systému ve svrchní vrstvě půdy cca do 50 cm, kde se nachází největší část kořenů. Tuto vrstvu lze považovat za dějiště různých interferencí mezi druhy, místo, kde dochází k nejintenzivnější činnosti mikroorganismů, k výměně plynů mezi půdou a atmosférou a v neposlední řadě také k rozhodující sorpci živin a vody (Kvítek a kol., 2007). Ale nesmíme opomíjet ani hlubší vrstvy. Rychnovská a kol. (1985) uvádí, že hlubší vrstvy jsou sice kvantitativně méně významné, ale nelze je zcela opomíjet, protože se značnou měrou podílí na čerpání živin ze spodních vrstev půdy a na biochemických koloběžích.

V produktivních lučních ekosystémech je velké množství minerálního dusíku použito prostřednictvím rostlin a půdních mikroorganismů k výrobě biomasy. V lučních půdách je totiž značné množství organické hmoty s širokým poměrem C/N. Při poměru C/N více než 20 – 25 je všechn minerální dusík uvolněný během rozkladu ihned spotřebován mikroorganismy, ale při úzkém poměru C/N vzrůstá možnost kontaminace podzemních vod (Kvítek a kol., 2007). Rychlost přeměny dusíku v lučních ekosystémech je ovlivněná vzájemným působením tří důležitých částí – rostliny, živočichové a půdní organismy (Hynšt a Šimek, 2009). Když je vstup dusíku do půdy ve vhodném poměru, kdy je dobře využitelný, ztráty dusíku jsou nízké, protože funguje správně cyklus N.

Travní porosty se mohou využívat sečením, spásáním nebo kombinovaným způsobem. Některé způsoby využití těchto porostů poškozují některé druhy rostlin více, jiné méně. Při intenzivnější pastvě luk je však často narušena recirkulace živin jejich nadměrným nahromaděním v daném území (diverzitou), zničením pokryvu rostlin, kompaktností a jiným narušením půdní struktury (Hynšt a Šimek, 2009). Přeměna dusíku v takto narušených ekosystémech je často doprovázena zvyšováním produkce N<sub>2</sub>O emisí z půdy (Hynšt a kol., 2007; Luo a kol., 2008).

Při zemědělském využití luk často zemědělci hnojí tato stanoviště, aby dosáhli vyšší výroby píce a mohli uskutečnit několik senosečí během jednoho vegetačního období. Dalšími zásahy v oblasti zemědělství, které narušují luční ekosystémy, jsou například provádění meliorací a vápnění.

### **2.2.2 Atmosférická depozice**

Obecně atmosférická depozice představuje přenos látek z atmosféry na zemský povrch. Celková atmosférická depozice je tedy přenos všeho, co je v atmosféře, na zemský povrch.

S výrazným rozvojem průmyslové výroby, energetiky, zemědělství a dopravy se podíl antropogenních zdrojů depozice sloučenin N výrazně zvýšil. Suché a mokré depozice N činí za rok na ha asi 5 – 60 kg N podle stupně znečištění, kdy může depozice dosahovat hodnot až  $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ . Z atmosférické depozice se na území ČR v průměru dostává na 1 ha a rok 13,2 – 20,9 kg N (Prášková a kol., 2006). Zvýšená koncentrace NO, N<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> v ovzduší je v dnešní době globální problém například při globálním oteplování, narušování ozónové vrstvy, vzniku kyselých srážek a následné acidifikaci prostředí a tvorbě smogu. V posledních letech vzrůstá význam depozice atmosférického dusíku na hladině vody, zvláště ve spojení s eutrofizací vodních společenstev (Karthikeyan, 2009).

#### **2.2.2.1 Kyselé deště**

Pod pojmem kyselých dešťů se myslí typ srážek s hodnotou pH menší než 5,6. Kyselost srážek je ovlivněna obsahem emisí, oxidu siřičitého (SO<sub>2</sub>) a oxidů dusíku (NO<sub>x</sub>) v atmosféře. Tyto látky jsou v atmosféře a na povrchu vegetace oxidovány za vzniku kyseliny sírové a kyseliny dusičné a právě přítomnost těchto kyselin ve srážkové vodě snižuje pH srážek (Hruška a kol., 1999). Na zemi pak kyselá srážková voda startuje řetěz reakcí vedoucích k acidifikaci půd a povrchových vod (Hruška a kol., 1999).

#### **2.2.2.2 Acidifikace**

Acidifikace je proces okyselování daný vzrůstem koncentrace vodíkových kationtů v půdním nebo vodním prostředí. Mezi acidifikující látky patří SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> a H<sub>2</sub>S zvláště z antropogenní činnosti.

Acidifikace narušuje půdní a vodní prostředí a tím ovlivňuje jejich kvalitu. Proces acidifikace vede k vyplavování bazických kationtů (Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>) do vod. Vazebná místa pro kationty v půdě jsou nahrazována H<sup>+</sup> a Al<sup>+</sup> s následkem toxického působení na rostliny a mikroorganismy, při dalším postupu jsou ionty H<sup>+</sup> a Al<sup>+</sup> dále vyplavovány do vod (Sáňka a Materna, 2004).



### 2.2.3 Hnojení

Půdy obsahují poměrně značné množství dusíku, který je ale z části pro rostliny nedostupný a část tohoto dusíku také rostliny a mikroorganismy odčerpají. Proto musíme pravidelně dusík dodávat do zemědělských a někdy i do lesních půd ve formě hnojiv, ať už minerálních nebo organických, zejména statkových hnojiv živočišného původu. Pravidelné navracení odebraných živin z půdy je ze zemědělského hlediska hlavní podmínka pro zachování půdní úrodnosti (Klír a kol., 2007). Ve většině případů, ale dodáváme hnojiva v nadbytku, abychom zajistili lepší růst rostlin a měli větší výnosy. Tento přístup k používání hnojiv není nejvhodnější, jelikož rostliny takové množství nikdy nemůžou odčerpat a půda nedokáže všechny zbylý dusík uložit. Tento dusík a půdní zásoby, který plodiny nevyužijí pro růst a hospodářský výnos, můžou unikat z agroekosystému (Haberle a Svoboda, 2008) uvolněním do vody vyplavováním nebo spolu s erozním splachem či ztrátou do ovzduší.

V průmyslovém světě, kde jsou používána v nadbytku minerální hnojiva, je většinou důležité stanovení organického zdroje dynamiky mineralizace N k vyhnutí se nadměrnému používání hnojiv a k redukování ztrát dusíku v přírodním prostředí (Jenkinson, 2001).

#### **2.2.4 Půdní eroze**

Eroze půdy je přirozený proces rozrušování půdní struktury a odnosu pevných agregátů ze svrchní vrstvy půdy a jejich následného ukládání (sedimentace). Podle faktorů, které odnášejí půdu, rozlišujeme erozi vodní, větrnou, ledovcovou, sněžnou a organickou. Eroze je ovlivňována kombinací faktorů jako je sklon a délka svahu, charakter klimatu, využití půdy, vegetační kryt a půdní vlastnosti (textura, struktura, mocnost organických horizontů, obsah organické hmoty) (Sáňka a Materna, 2004).

Erozní procesy, probíhající v nenarušených přírodních podmínkách velmi pozvolna bez škodlivých důsledků, se v zemědělsky intenzivně využívané krajině mnohonásobně zrychlují (Pasák, 1984). Eroze je mnohonásobně vyšší při odstranění vegetačního pokryvu.

Eroze půdy nenávratně ochuzuje zemědělské půdy o nejúrodnější podíl – ornici, zhoršuje fyzikální vlastnosti půd, zmenšuje mocnost půdního profilu, zvyšuje šterkovitost, snižuje obsah živin a organických látek v půdě, způsobuje ztráty osiva a sadby, znesnadňuje pohyb strojů po pozemcích rozrušených erozními rýhami (Kvítek a Tipl, 2003). Snižuje se zadržování vody (retence) a regulační funkce půdy v hydrosféře a omezuje se produkční schopnost půdy tj. schopnost produkce biomasy (Sáňka a Materna, 2004). Se snížením schopnosti infiltrace a akumulace vody do půdy se významně zvyšuje povrchový odtok, a tím se zhoršuje kvalita vody.

### **2.2.5 Půda a její vlastnosti**

Půda je všeobecně považována za základní podmínku existence potravních řetězců, media pro růst rostlin. Půda je životně důležitou zásobárnou vody pro všechny živé organismy na Zemi, je filtračním čistícím prostředím vody (Sáňka a Materna, 2004). Půda je totiž důležitou složkou biosféry a nezbytnou složkou zemědělské výroby a tudíž i našeho žití (Janeček, 1996). Půda hraje zásadní roli ve stabilitě ekosystémů a v ovlivňování bilancí látek a energií (Sáňka a Materna, 2004). Naším cílem je sledování základních charakteristik půdy, abychom mohli správně určit intenzitu vyplavování živiny do vod. Sledujeme strukturu, zrnitost, konzistenci, barvu půdy, dále obsah vody a humusu v půdě, půdní vzduch a měrnou a objemovou hmotnost půdy.

### 3. Fosfor

#### 3.1 Koloběh fosforu v přírodě

Fosfor (P) řadíme stejně jako dusík mezi základní biogenní prvky (Šafaříková a Kouřil, 2006). V biosféře je obsažen v každé buňce (Rajchard a kol., 2002). Podílí se především na tvorbě nukleových kyselin a sloučeniny ATP, která v tělech všech organismů konzervuje chemickou energii (Šafaříková a Kouřil, 2006). Fosfor se vyskytuje také ve fosfolipidech jako základních stavebních jednotkách biomembrán, a v anorganické podobě je fosfor obsažen v biosféře ve fosforečnanech, podílejících se významnou měrou na stavbě kostí, zubů i krunýřů (Rajchard a kol., 2002).

Velmi málo P je obsaženo v atmosféře, přenos fosforu do atmosféry a z atmosféry je relativně malý a to pouze ve formě pevných částic (Šimek, 2003).

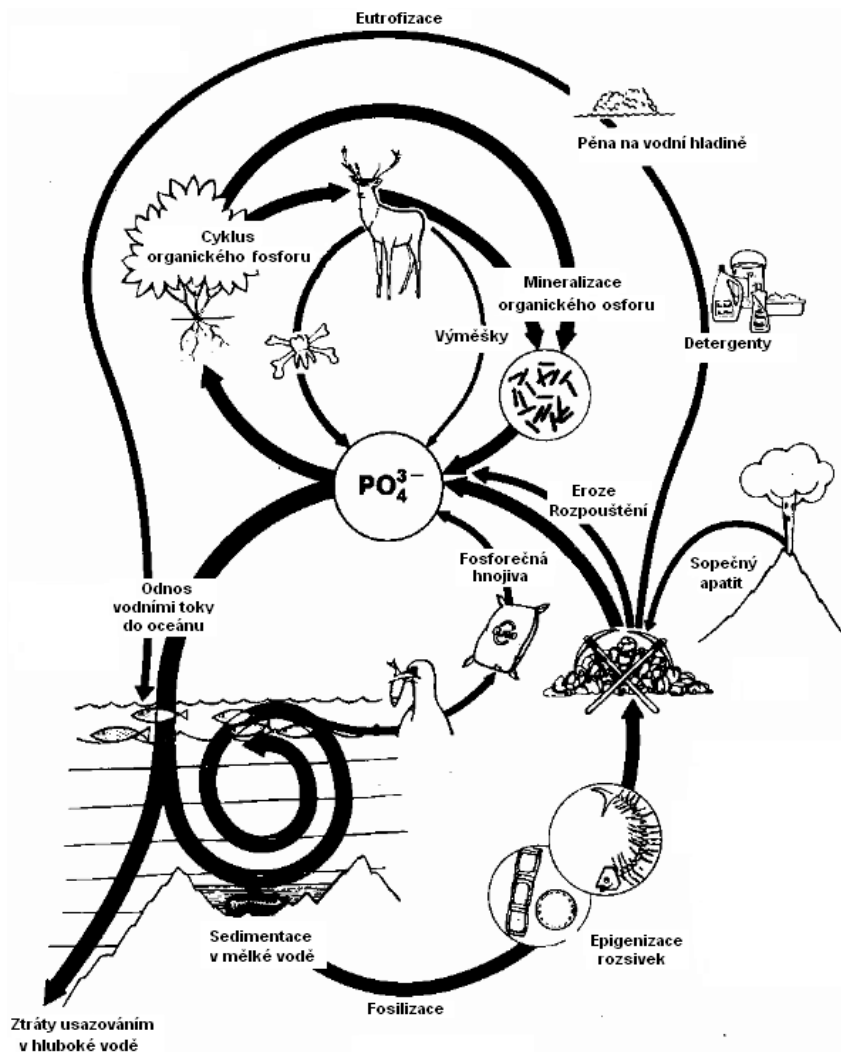
P je po dusíku druhou hlavní živinou; je prvkem, na jehož množství a dostupnosti v půdě podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita (Šimek, 2003). Zdrojem fosforu pro rostliny je voda a půda (Rajchard a kol., 2002). Fosfor je ze všech základních biogenních prvků nejméně hojný (Šafaříková a Kouřil, 2006). Navíc je většinou obsažen ve formách nedostupných pro organismy (Šimek, 2003) a běžně limituje biologickou produkci ve vodních ekosystémech (Hejzlar, 2003). V litosféře je fosfor zastoupen asi 0,1 %, v hydrosféře je jeho přirozený obsah velmi nízký vzhledem k nízké rozpustnosti jeho sloučenin ve vodě (Rajchard a kol., 2002).

Obsah celkového fosforu v půdě se pohybuje v rozmezí 0,03 - 0,1 % (Kalinová a kol., 2007). Celkový půdní fosfor lze rozdělit na organicky vázaný a minerální. Obě tyto frakce jsou významným zdrojem mobilních fosforečnanů přijatelných pro rostliny, a proto je důležité sledovat vliv různých hnojiv na jejich podíl v půdě (Kulhánek a kol., 2006).

Koloběhu fosforu se říká sedimentační, protože anorganický fosfor nakonec vždy opouští pevninu a odchází do oceánů, kde se včleňuje do sedimentů (Šafaříková a Kouřil, 2006). V globálním měřítku a v dlouhodobém horizontu se tedy spíše než o typický cyklus jedná o jednosměrný přesun P z hornin do sedimentů (Šimek, 2003). Fosfor, který je usazen v hlubinách v sedimentech dna oceánů, se může za 100 milionů let geologickou činností do koloběhu navrátit při vyzdvižení dna moří a opětovným zvětráváním hornin (Rajchard a kol., 2002). Část tohoto fosforu recykluje

„atmosférickou cestou“ – v trusu mořských ptáků, vytvářejícím lokální ložiska guana, a také rybolovem a těžbou jiných mořských produktů (Lellák a Kubíček, 1991). Hlavní zásobník fosforu představují horniny a oceánské sedimenty (Šafaříková a Kouřil, 2006). Hlavním primárním minerálem je apatit [ $3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F}, \text{Cl})_2$ ], variscit ( $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), strengit ( $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) a vivianit [ $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ] (Pitter, 1999). Během vývoje půd jsou apatity fyzikálním, chemickým a biologickým zvětráváním pomalu přeměňovány na labilní nebo rozpustné formy (Šantrůčková, 2001). Do geochemického oběhu je fosfor začleňován zvětráváním vyvřelých i metamorfovaných hornin (Pitter, 1999). Atom fosforu po uvolnění z horniny může vstoupit do suchozemského společenstva a tam obíhat tak dlouho, dokud jej podzemní voda neodplaví do vodního toku (Rajchard a kol., 2002). Část uvolněného fosforu je vysrážena jako sekundární minerály nebo přeměněna na vázané formy fosforu, zbývající část fosforu je spotřebovávána kořeny rostlin nebo půdními mikroorganismy a zůstává delší či kratší dobu vázána v organické hmotě (Šantrůčková, 2001). Organicky vázaný fosfor putuje tradiční cestou potravního řetězce až k poslednímu masožravému článku, který nakonec uhynie (Šafaříková a Kouřil, 2006), a jeho rozkladem se opět přizpůsobí anorganický fosfor pro rostliny. Důležitou roli hraje také v koloběhu fosforu látkový metabolismus organismů, s jejich výkaly se fosfor vrací do prostředí v rozpuštěné formě, kterou jsou schopny rostliny čerpat (Šafaříková a Kouřil, 2006).

Do přirozeného koloběhu fosforu rušivě zasahuje člověk svou činností (Šafaříková a Kouřil, 2006). Na vrub lidské činnosti musíme připsat dvě třetiny z celkového množství fosforu, které řeky každoročně odnášejí do oceánů (Rajchard a kol., 2002). Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je především aplikace fosforečných hnojiv a odpadní vody z prádel, do kterých se dostávají fosforečnany z pracích prostředků (fosforečnanové prací prostředky obsahují až 5% P a někdy i více) (Pitter, 1999). V současné době je již upouštěno od pracích prostředků s obsahem fosfátů, a jsou stále ve větší míře využívány prací prostředky bez fosfátů (Rajchard a kol., 2002). Dalším zdrojem P jsou polyfosforečnany používané v čistících a odmašťovacích prostředcích (např. typu Synalod nebo Alkon) a jako protikoroziční nebo protiinkrustační přísady (Pitter, 1999).



Obr. 2: Koloběh fosforu (převzato z <http://sobestacnost.cz/fotky/Ruzne/CyklusP.png> (Staženo 25.3.2012))

Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Člověk vylučuje denně asi 1,5 g fosforu, který přechází do splaškových odpadních vod (Pitter, 1999). Pokud bychom k tomu přidali ještě fosforečnany, které člověk používá v pracích práscích, zjistíme, že jeden obyvatel vydá do koloběhu P 2 – 3 g za den.

### 3.2 Faktory ovlivňující vyplavování fosforu do vod

Vyplavování fosforu z půdy je velmi malé, pouze v nepravidelných erozních smyvcích a v bilancích není započítáno jako ztráta (Macháček a Čermák, 2004). V podzemních vodách se vyskytuje fosfor obvykle jen ve velmi malých koncentracích, protože se snadno zadržuje v půdách (Heteša a Kočková, 1997).

Vyplavování je většinou považováno za méně důležité, s výjimkou toho, kdy by byla půda příliš nasycena P (Zhang, 2008). Nejčastější zemědělská praxe, která je zodpovědná za vyplavování P, bylo hojné použití hnojiv (Kang a kol., 2011). Podle Simse a kol. (1998) a Beauchemina a kol. (1998) vyplavování může také být důležité pro přenos P z půd povrchovou vodou za určitých podmínek, tak jako v písčitých půdách, půdách s vysokým obsahem organické hmoty a regionech s dlouhodobou historií používání hnojiv. Písčité půdy, distribuované široce ve světě, jsou citlivé půdy pro znečištění prostředí (Zhang, 2008).

Vyplavování P z půd, kde byly aplikovány zdroje P, může být koncipováno tak, aby postupovalo ve dvou po sobě následujících krocích: nahromadění a přemístění (Jensen a kol., 1998). Při fázi nahromadění vstupuje P do půdy pomocí svého rozpouštění ze zdroje (například v půdě aplikovaná hnojiva do infiltrované vody) a při transportu je P přeneseno s půdní vodou do podzemní vody a nakonec na povrch v místě vyústění pramene (Kang a kol., 2011).

Hesketh a kol. (2001) naznačil, že koloidy jsou dobré sorbenty pro znečišťující látky, a půdy nadměrně hnojené chlévskou mrvou, mají vysoký potenciál podpovrchové ztráty P ve formě koloidních částic.

### 3.2.1 Land use

#### 3.2.1.1 *Orná půda*

Vyplavování fosforu z OP je spojeno hlavně s erozní činností (P je vázán na půdní částice), která je na OP největší, a také s aplikací hnojiv (viz. kapitola „hnojení“).

#### 3.2.1.2 *Lesy*

Lesní půda, tj. vrstvy odumřelé organické hmoty nad minerální půdou, hromadí živiny v nedostupných formách, kdy rychlost tvorby podestýlky převyšuje rychlost jejího rozkladu (Vesterdal a kol., 1995). V oblastech s nízkým úhrnem srážek s listnatým porostem je opad hlavní cestou k návratu živin do půdy a představuje více synchronizovaný rytmus vstupu živin do půdy než ve vlhkých tropech (Campo a kol., 2001). Rozklad podestýlky je tak důležitým článkem v biogeochemickém koloběhu živin v lesních ekosystémech, protože organicky vázané živiny jsou mineralizovány a opět poskytnuty vegetaci (Vesterdal a kol., 1995).

Důkazy ze studií koloběhu živin naznačují, že primární produkce v tropických lesích může být omezena dostupností P (Vitousek, 1984; Tanner a kol., 1998). Fosfor je typicky nejvíce konzervovaná živina v tropických lesních ekosystémech (Campo a kol., 2001). Četné studie byly zaměřeny na transformaci živin v lesní půdě, a to zejména v časných stádiích rozkladu (Cortina a kol., 1995).

Zatímco rychlost zvětrávání a půdní fyzikálně chemické procesy ovlivňují hlavně transformace P a akumulaci (nahromadění) v hlubších minerálních vrstvách, změny v biochemických a mikrobiálních procesech jsou klíčovými faktory ovlivňujícími transformaci ve vrchních a humusových vrstvách, v nichž je organické P dominantní formou (Šantrůčková a kol., 2004). Není však známo, zda nerozpustné formy půdního P jsou ovlivněny biologickými procesy v pohotovostním vývoji v oblasti přírodních lesů (Brandtberg a kol., 2010). V přírodních lesích se taktéž předpokládá, že P by mělo být rozděleno mezi ekosystémové složky (kmeny, CWD, lesní patro - koruna a půdu) v průběhu vývoje porostu, ale právě je známo málo o příslušných změnách forem půdního P (Brandtberg a kol., 2010).



### 3.2.1.3 Louky

Další kategorií ve využití pozemků jsou trvalé travní porosty, které mají na 41% své aktuální výměry malý (M) až velmi malý (VM) obsah přístupného P. V porovnání s ornou půdou se jedná o půdy kyselejší (orná půda má kyselých a extrémně kyselých půd jen 6 %), s nižším obsahem přístupného fosforu (orná půda má jen 13% výměr s M a VM obsahem P) a draslíku (orná 9 %) (Fiala a kol., 2007).

Trvalé travní porosty můžeme využívat sečně nebo pastevně a podle způsobu využití se mění odnos a zásoba živin v půdě. Při sečném využití odebíráme živiny z půdy, ale nevracíme je nazpět jako při pastvě (Mládek a kol., 2006). Odběry živin (P, N) z půdy při sečném a pastevním využití jsou uvedeny v tabulce č. 3.

Tab. č. 3: Odběr živin trvalým travním porostem podle způsobu využití

\* 2-3 seče, 1. ve fázi metání

\*\* 4-5 pastveních cyklů, do počátku sloupkování (bez návratu živin exkrementy)

Způsob využívání	Odběr živin v kg na 1 t suché píče				
	N	P	K	Ca	Mg
Sečný*	16,0 - 22,0	2,5 - 3,0	18,0 - 25,0	5,0 - 8,0	1,5 - 3,0
Pastevní**	25,0 - 28,0	3,2 - 3,6	23,0 - 28,0	6,0 - 8,0	2,0 - 3,5

Hnojení travních porostů je často diskutovaným tématem jak mezi zemědělskými odborníky studujícími kvalitu píče a následnou živočišnou produkci, tak mezi biology zabývajícími se spíše záležitostmi základního výzkumu, jako jsou například konkurenční vztahy mezi jednotlivými druhy rostlin (Hejcman a kol., 2005). Hnojení je však nutné pouze u živinově chudých porostů (oligotrofních), například smilkových trávníků, u kterých by sečením s následným odvozem biomasy docházelo k rychlému úbytku živin z půdy (Mládek a kol., 2006). Havlíček a kol. (2008) uvádí, že hlavní podíl na navrácení živin odebraných sklizněmi či pastvou travních porostů by mělo tvořit hnojení statkovými, popř. minerálními hnojivy. Při celosezónní pastvě trvalých travních porostů se většina živin (80 – 90 %) vrací ve formě tekutých a tuhých výkalů zpět do půdy, proto pasené porosty většinou nevykazují deficit v půdě od dlouhodobě sečně využívaných a nehnojených luk (Mládek a kol., 2006). Hnojení dusíkatými hnojivy, podobně jako hnojení superfosfátem a vápnění, může i po jeho skončení vykazovat dlouhodobý vliv na vegetaci travního porostu (Hejcman a kol., 2005).

### 3.2.2 Atmosférická depozice

Sloučeniny fosforu se dostávají do povrchových vod i z atmosférických depozic (Pitter, 1999). Na rozdíl od dusíku, síry a jiných prvků je velmi málo fosforu obsaženo v atmosféře, a to pouze v prachových částicích (Šimek, 2003). Na rozdíl od uhlíku a dusíku, fosfor (P) nemá významnou plynnou fázi za standardních podmínek teploty a tlaku, a proto jsou jeho částice téměř úplně sloučeny v atmosféře (Vicars a kol., 2010). Obecně se tedy většina studií zabývá atmosférickou depozicí N než depozicí P. Nicméně ekologický význam depozice části P je zdůrazněn v ekosystémech, kde zdroje P jsou jinak nízké (Vicars a kol., 2010), například v oligotrofních povrchových vodách.

Nedávné studie potvrdily předpovědi, které ukazují, že vysoká koncentrace Al v jezerech následující po atmosférické acidifikaci v povodí ekosystému jezera může poskytnout přírodní podmínky pro přerušení cyklu P uvnitř jezera mezi vodním sloupcem a sedimenty (Kopáček a kol., 2000; Ulrich a Pöthig, 2000).

Dále v 18-leté studii jezera Emerald, Sickma a kol. (2003) pozoroval dvou až třináásobný nárůst biomasy řas a posun od P limitujícího hojnost fytoplanktonu směrem k častěji limitující živině N. Tyto trendy se promítly do většího souboru vzorků jezer Sierra Nevada v rámci přehledných průzkumů v letech 1985 a 1999; dusičnany klesly a celkové P se zvýšilo na více než 70 % z vybraných jezer (Vicars a kol., 2010).

### 3.2.3 Hnojení

Předpokladem pro dlouhodobě úspěšné hospodaření je udržování dobré půdní úrodnosti, většina doporučení ve výživě rostlin vychází z důsledného bilancování rostlinných živin (Klír, 1999). Vzhledem k relativně nízkému obsahu fosforu v půdách i vzhledem k tomu, že se jej většina nachází v málo rozpustných nebo nerozpustných formách a v organických sloučeninách, je ve velké většině půd nedostatek přijatelného fosforu (Šimek, 2003). Zdaleka největší přísun P do zemědělsky využívaných půd představují fosforečná hnojiva: fosfor je vedle dusíku a draslíku nejvýznamnější prvek, který se hnojením vnáší do ekosystémů (Šimek, 2004). I v ekologickém zemědělství je proto často nezbytné dodávat fosfor do půdy v minerální podobě (Kalinová a kol., 2007).

Hlavní zásada hnojení fosforečnými, draselnými a hořečnatými hnojivy spočívá v úhradě potřebného množství živin v rámci celého osevního postupu (Balík, 1993). Dodávaná hnojiva však porosty obvykle nevyužívají kvantitativně (Lellák a Kubíček, 1991). Z pole se většinou odváží pouze část živin odebraných plodinami (Klír, 1999), přímý podíl využitých živin z hnojiv činí pouze 10 až 15 % (Balík, 1993). Například slunečnice je sice rostlinou s vysokými nároky na rostlinné živiny – na výnos 2,5 tuny semene odebere z každého hektaru průměrně 125 kg N, 33 kg P a 125 kg K, ovšem z tohoto množství živin zanechá na poli přibližně 50 % N, 40 % P a 85 % K (Klír, 1999). Tato skutečnost vede k tomu, že k udržení dostatečného množství přijatelného fosforu v půdě pro potřeby pěstovaných plodin se do půdy vnáší velká množství fosforu ve formě anorganických i organických hnojiv, několikrát převyšující skutečné čerpání P rostlinami (Šimek, 2004). Náhrada organickými hnojivy je nedostačující vzhledem k malému obsahu fosforu v nich a obtížné přeměně na přijatelné formy (Kalinová a kol., 2007).

Pravidelné hnojení fosforečnými hnojivy vede k postupnému zvyšování koncentrace fosforu v půdě včetně jeho rozpustných forem (Šimek, 2004). Značná část hnojiv se dostává do vod a podílí se na jejich eutrofizaci (Lellák a Kubíček, 1991). Fosfor se z půdy dostává do vod vzhledem ke svému chemickému vlastnostem a sorpčnímu komplexu půd hlavně erozí (Lellák a Kubíček, 1991; Šimek, 2004). V územích s intenzivní živočišnou produkcí je hnůj často aplikován v blízkosti zařízení vzhledem k ceně přepravních nákladů, proto půdy v blízké krajině jsou

náchylné k přijímání velkého množství hnoje a to trvale zvyšuje potenciál ztráty živiny do podzemních a povrchových vod (Kang a kol., 2011).

To, aby byla fosforečná hnojiva co nejúčinněji využita, závisí na celé řadě faktorů, jako například na dávce fosforečného hnojiva, jeho rozpustnosti, na vlastnostech půdy, způsobu zapravení hnojiva do půdy nebo na vlastnostech hnojené plodiny. Uvedené faktory ve svém komplexu zajišťují, jsou-li v optimu, vysokou hladinu přístupného fosforu v půdě a umožňují současně jeho zvýšený příjem rostlinou a tím i vysokou efektivnost fosforečného hnojení a při respektování všech uvedených faktorů můžeme současně, i z ekonomického pohledu, uplatňovat každoroční hnojení (Macháček a Čermák, 2004).

Použití pevných a kapalných živočišných odpadů v krajině byla také společná praxe nakládání s odpady pro produkci živočišné výroby a může také zlepšit úrodnost půdy a fyzikální vlastnosti (Kang a kol., 2011).

### 3.2.4 Odpadní vody

Odpadní vody jsou jedním z antropogenních zdrojů P. Antropogenní vstupy jsou obvykle rozlišovány na „bodové zdroje“ nebo „rozptýlené zdroje“ (Withers a Jarvie, 2008). Odpadní vody patří k zdrojům bodovým.

Z předchozího textu o koloběhu P je především patrné, že člověk svou činností ovlivňuje kvalitu povrchových vod. Fosfor má také klíčový význam pro eutrofizaci povrchových vod (Pitter, 1999). Závažné je zatížení fosfáty a anorganickým dusíkem, které pocházejí ze zemědělství i z domácností (zejména z pracích prášků), a přispívají k tomu také některé bodové zdroje, u nichž chybí třetí stupeň čištění odpadních vod (Volaufová, 2008). Domácí a průmyslové odpadní vody jsou vypouštěny do povrchových vod z děl na čištění odpadních vod (STWs) nebo průmyslových staveb po různém zpracování a odstranění toxických látek (kovů a organických látek) a fosforu (Withers a Jarvie, 2008). Například proto v městské oblasti Číny roste popularita ekologického bagrování k obnovení kvality vody jezer a řek, kdy většina těchto jezer a řek je vážně znečištěna dlouhodobým odváděním průmyslových odpadních vod a komunálního odpadu (Chen a kol., 2003). Koncentrace a zatížení P vypouštěním odpadních vod závisí na populaci obyvatel, spádové oblasti, rozsahu průmyslové činnosti a na použité metodě ošetření (Withers a Jarvie, 2008).

V ČR je snaha obrátit situaci týkající se kvality povrchových vod k lepšímu například modernizováním nebo výstavbou nových čistíren, k tomu také nabádá „nový“ zákon o vodách a zákon o vodovodech a kanalizacích, který vstoupil v platnost r. 2001. Volaufová (2008) uvádí, že za období 1990 - 2007 se znečištění z bodových zdrojů zásadně snížilo, snížil se rovněž objem makronutrientů (dusíku, fosforu), protože se více používá biologické odstraňování dusíku a biologické nebo chemické odstraňování fosforu.

S nedávným zavedením evropské rámcové směrnice o vodě (RSV) a jejím regulačním požadavkem na dosažení dobrého ekologického stavu v celé řadě vodních ploch do roku 2015, je zásadní a naléhavá potřeba pochopit mechanismy dodávání a ekologický význam všech zdrojů vstupů P do řek, a jak by mohly být tyto vstupy řízeny (Neal a Jarvie, 2005).

V podzemních vodách mají fosforečnany indikační význam. Pokud jejich koncentrace v těchto vodách náhle vzroste, svědčí to o možnosti fekálního znečištění (pokud lze vyloučit znečištění způsobené fosforečnanovými hnojivými) (Pitter, 1999).

### 3.2.5 Půda a její vlastnosti

Většina studií se zabývá ztrátou fosforu z půdy do povrchových vod prostřednictvím eroze, povrchového odtoku a podpovrchového odtoku drenážním systémem (Sharpley a kol., 2000). Celkový obsah fosforu v půdě závisí na složení mateční horniny, druhu půdy a obsahu organických látek v půdě (Kalinová a kol, 2007). V půdě je fosfor obsažen ve sloučeninách anorganických i organických fosforečnanů (Macháček a Čermák, 2004). Podobně jako u dusíku sledujeme různé vlastnosti - charakteristiky půdy, které ovlivňují další pohyb fosforu v povodí nebo ekosystému. Například anorganické sloučeniny fosforu v půdě značně kolísají a to v závislosti na druhu a typu půdy, hloubce profilu půdy, úrovni fosforečného hnojení a podobně (Macháček a Čermák, 2004). Rozpustnost fosforu závisí na pH půdy a na zastoupení jílových minerálů (Šantrůčková, 2001). V kyselém i bazickém prostředí se stávají ionty přístupné pro rostliny méně přístupnými (Kalinová a kol, 2007). Ve většině půd je fosfor nejvíce dostupný při slabě kyselé nebo neutrální reakci (Šantrůčková, 2001). Zatímco rychlost zvětrávání a půdní fyzikálně chemické procesy ovlivňují hlavně transformace P a jeho akumulaci v hlubších minerálních vrstvách, změny v biochemických a mikrobiálních procesech jsou klíčovými faktory ovlivňujícími transformaci ve vrchních a humusových vrstvách, v nichž je organické P dominantní formou (Šantrůčková a kol., 2004). Kypřením půdy i vápněním, které zlepšují půdní strukturu, přispějeme k provzdušnění půdy, a tím i zpřístupněním živin (Kalinová a kol, 2007).

Rozpustnost fosforečných sloučenin je ovlivňována mnoha faktory a jevy, např. půdní reakcí: po uvolnění P do půdního roztoku mineralizací organických látek, z fosforečných nerostů nebo po hnojení rozpustnými fosforečnými hnojivy dojde velmi rychle při nízkém pH k vysrážení Fe nebo Al fosfátů nebo při vyšším pH Ca fosfátů, případně se P adsorbuje na Fe a Al oxidy a na povrch vrstevnatých jílových minerálů (Šimek, 2004).

#### **4. Koncentrace živin a příčiny jejich sledování**

Člověk zasahuje do všech složek přírody a přetváří je. Každá tato změna ale ovlivňuje celý koloběh a rovnováhu přírodních zákonitostí. Většina lidských aktivit nepůsobí globálně pozitivně a bývá po zásluze „přírodou“ potrestána.

Znečišťování prostředí včetně obohacování dusíkem a fosforem náleží spolu s nadměrným využíváním zdrojů, zavlékáním cizích druhů, likvidací a fragmentací přírodních stanovišť mezi lidské aktivity, které mají silně negativní dopad na naši planetu a ohrožují světovou biodiverzitu, tedy počet druhů rostlin, živočichů a dalších organismů na Zemi (Šafaříková a Pešata, 2006). Tyto negativní lidské činnosti mají vliv i na kvalitu vod. A především pro naši existenci je hlavním problémem znečištění sladkých, převážně stojatých vod, které jsou zásobárnou pitné vody.

Povrchová voda tvoří jen 1 % sladké vody na pevninách, její zásoby jsou navíc na Zemi rozděleny velmi nerovnoměrně, největší zásobárnou kapalně povrchové vody na souši jsou jezera (Němec a Hladný, 2006). Kvalita vody z pohledu veřejnosti je často synonymem pro znečištění vody, a podobně správa kvality vody, včetně informací týkajících se zdrojů znečištění, se ztotožňuje s kontrolou znečištění (Novotny a Chesters, 1981).

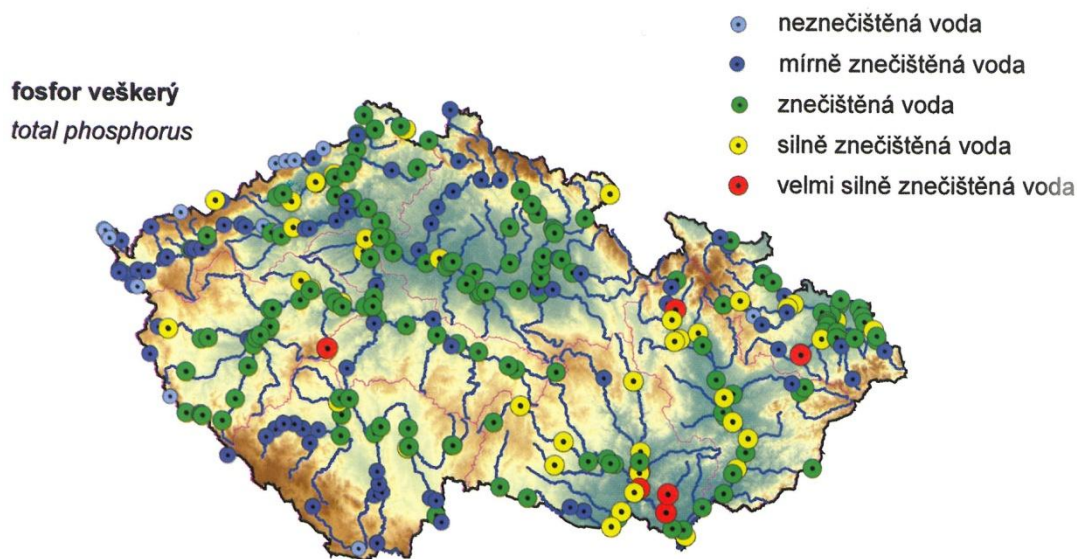
Znečištění je definováno jako: „...nežádoucí změny fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností našeho ovzduší, půdy a vody, které mohou nebo budou nepříznivě ovlivňovat lidský život, jakož i dalších žádoucí druhy nebo průmyslový proces, životní podmínky a kulturní majetek, nebo mohou nebo budou vyčerpávat nebo zhoršovat naše přírodní zdroje (Novotny a Chesters, 1981).

Zdroje znečištění lze rozdělit v zásadě do dvou skupin: přírodní a kulturní (způsobené člověkem) (Novotny a Chesters, 1981). Němec a Hladný (2006) uvádějí, že za přírodní zhoršování jakosti vody lze označit zejména smyvy látek s terénního povrchu (zvýšená eroze je také následek antropogenní činnosti) a všechny ostatní změny v jakosti povrchových vod jsou způsobeny především užíváním odebrané vody a vypouštěním odpadních vod do vod povrchových, a je třeba je hodnotit jako produkt antropogenní činnosti. Pitter (1991) pak rozděluje zdroje znečišťování povrchových vod do tří skupin na bodové zdroje (zdroj, ze kterého je znečištění do vodního útvaru přiváděno soustředěně a je možné zjišťovat jeho kvalitu i kvantitu),



plošné a difúzní (rozptýlené bodové zdroje). Hlavní bodové zdroje jsou odpadní vody z průmyslových odpadních vod a kanalizace, a odpadní vody z hospodářských budov nebo místa pro likvidaci pevného odpadu (Novotny a Chesters, 1981). Tradiční znečišťující látky z bodových zdrojů jsou pevné částice a jejich organické (rozpuštěné) části, biochemická spotřeba kyslíku (BOD5), chemická spotřeba kyslíků (COD), patogenní mikroorganismy, živiny (dusíku a fosforu) a toxické látky, a to jak organické tak anorganické (Novotny, 2003).

Např. v ČR dokazuje mapa bilance veškerého fosforu fakt, že zvýšená produkce fosforu je převážně problémem bodového znečištění z odpadních vod, kdy se silně a velmi silně znečištěné vody nachází v městských nebo průmyslových oblastech státu.



Obr. 3: Mapa – třídy jakosti vody vybraných ukazatelů (veškerý fosfor) v roce 2006, dle ČSN 757221 (převzato z Hydrologické ročenky ČR 2006 (2007))

Formy zdrojů rozptýleného znečištění mohou být spojeny se zvětráváním minerálů, erozí z neorané půdy a lesů, včetně zbytků přirozené vegetace, nebo umělých nebo částečně umělých zdrojů (Novotny a Chesters, 1981). Poslední uvedená forma zdrojů znečištění podle Novotneho a Chesterse (1981) může být spojena přímo s lidskou činností, jako je používání hnojiv nebo používání chemikálií v zemědělství regulujících plevel nebo hmyz, eroze půdních materiálů ze zemědělských ploch a živočišných výkrmů, stavby, doprava, akumulace prachu a odpadků na nepropustných městských plochách, místa těžby a další. Němec a Hladný

(2006) uvádí, že jedním z důsledků eroze je zanášení vodních toků a nádrží splaveninami.

Znalosti přírodního pozadí koncentrací živin v tocích, antropogenních příspěvků k hladině živin různých typů zdrojů a retence živin na jejich cestě vodotečemi od zdrojů do koncového profilu jsou nezbytným předpokladem pro návrhy opatření při řízení jakosti vody odtékající z povodí (Hejzlar a kol., 2001).

Podstatou problému znečištění sladkých stojatých vod, jak už bylo uvedeno v úvodu, je hlavně zvýšená koncentrace živin, a to dusíku a fosforu, kterou označujeme jako eutrofizaci vod. Němec a Hladný (2006) uvádí, že znečištění živinami je typickým důsledkem vlivu lidské činnosti a pochází většinou z bodových zdrojů, jako jsou obecní čistírny odpadních vod a průmyslové emise, další zdroje se projevují plošně a mají svůj původ v aplikaci komerčních hnojiv a organického odpadu používaného k hnojení na zemědělské půdě.

Právě proto je potřeba koncentrace těchto živin sledovat a popřípadě se pokusit cykly těchto nutrietů uvést do původního stavu, nebo alespoň navrhnout nějaká ochranná opatření proti dalšímu zvyšování koncentrace N a P ve vodách. Většina studií, které se zabývají problémem narušení cyklu živin a vzniku eutrofizace, zkoumá dusík a jeho sloučeniny, u kterých je množství přenosu mezi přírodními sférami oproti fosforu velmi vysoké. Fosfor je řešen méně často, a pokud je předmětem sledování, tak je řešen jako celkový fosfor, kdy například podle Pittera (1991) celkový fosfor patří mezi ukazatele přípustného znečištění městských odpadních vod vypouštěných do vod povrchových v závislosti na velikost zdroje znečištění.

## 4.1 Eutrofizace

Eutrofizace vod je proces obohacování stojatých a tekoucích vod živinami, zejména dusíkem a fosforem (Kvítek a Tipl, 2003). Koncentrace a dostupnost N a P ve vodních ekosystémech podmiňuje primární produkci řas a sinic (Straškrabová, 1995). Ty pak dále odumírají a jejich zbytky jsou rozkládány mikroorganismy (Šimek, 2003). Při biologickém rozkladu organických látek se snižuje hladina rozpuštěného kyslíku v zatížených vodních útvarech a způsobuje další nepříjemné problémy, jako je hromadění organických usazenin a zvýšení produkce škodlivých řas (Novotny, 2003). Vyšší vodní rostliny jsou takto konkurenčně vytlačeny, a s nimi mizí i bezobratlí vázaní na tyto rostliny a na ně vázaní obratlovci (Rajchard a kol., 2002). Některé sinice přímo vylučují do vody toxické sloučeniny a látky, které při úpravě vody k pitným účelům reagují s přidávaným chlorem, přičemž se vytvářejí nebezpečné chlorované uhlovodíky (Šimek, 2003).

Na celkové eutrofizaci prostředí se podílí přirozená a kulturní eutrofizace (Šafaříková a Pešata, 2006). Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu, případně silikátů, z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů (Kočí a kol., 2000). Umělá eutrofizace je způsobena intenzivní zemědělskou výrobou, některými druhy průmyslových odpadních vod, používáním polyfosforečnanů v pracích a čistících prostředcích a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru (Smith a kol., 1999). Zdroje eutrofizace ze zemědělské výroby jsou zejména organická hnojiva (hnůj, močůvka, kejda) a umělá hnojiva (druhy ledků, síran amonný). Například Novotny (2003) uvádí komplexní studii US Geological Survey z roku 1999, která byla zaměřena na stav vod v USA a na rozsah plošného znečištění, bylo zjištěno, že nejvyšší množství dusíku se vyskytuje v tocích a podzemních vodách v zemědělských oblastech. Dále studie uvedla, že patnáct procent vzorků z postižených toků překročilo normu pitné vody pro dusičnanové N, tj. 10 mg / l N a zvýšená koncentrace fosforu v daných oblastech pocházela z hnojiv a byl zde zjištěn chov dobytka (Novotny, 2003).

Výskyt a závažnost eutrofizace může být značně proměnlivá z roku na rok, v závislosti na průběhu jiných faktorů než P (režim průtoku, hloubka a čistota vody, teplota, zastínění, intenzita pastvy a zásoba uhlíku (C), dusíku (N) a křemíku (Si)) (Søballe and Kimmel, 1987; Dodds, 2007).

Eutrofizace vyvolává řadu problémů: vedle zmíněného snížení množství druhů ryb a jiných živočichů a snížení jejich biomasy způsobují souvislé koberce řas, sinic a vyšších rostlin problémy při vodní dopravě, snižují možnosti využití vodních nádrží a toků pro rekreaci, rozkládající se vegetace páchne, nadměrně se množí některé druhy hmyzu aj. (Šimek, 2003). Z produkčně hydrobiologického a rybářského hlediska je eutrofizace za určitých okolností pozitivním jevem zvyšujícím produktivitu nádrže a výnosy ryb, ale není však žádoucí u nádrží a toků, které slouží jako zdroje užitkové a pitné vody nebo k rekreačním účelům (Lellák a Kubíček, 1991).

Vzhledem k eutrofizaci je celkový fosfor uveden jako ukazatel přípustného znečištění povrchových vod (hodnota pro vodárenské toky je 0,15 mg/l a pro ostatní povrchové vody 0,4 mg/l) (Pitter, 1991). I když fosfor je obvykle považován za limitující živinu, dusík se může stát limitujícím jako rovnováha mezi těmito dvěma klíčovými živinami při změnách měsíční báze vodních útvarů (Maidment, 1993). Povrchové vody nádrží a jezer s koncentrací rozpuštěného reaktivního fosforu pod 10  $\mu\text{g/l}$  lze považovat za oligotrofní (Pitter, 1991), a právě v tomto ekosystému zabraňuje obvykle nadměrnému růstu rostlin nedostatek fosforu (Šimek, 2003).

Důležitým ukazatelem pro posouzení významu P a N jako limitujících živin je jejich relativní obsah ve vodě, je-li poměr koncentrace N:P větší než asi 16:1, pak je limitujícím prvkem P; při nižším poměru limituje růst rostlin dusík (Šimek, 2003).



Obr. 4: Vodní květ na přehradě Orlík (převzato z Šaraříková a Pešata (2006))

## 4.2 Jakost vody ve světě

V 60. letech 20. století nastoupila ve světě tzv. „zelená revoluce“ podnícená populační explozí na jedné straně a pokrokem v mechanizaci zemědělských prací, genetice rostlin a agrochemií na straně druhé, jejíž podstatou bylo vypěstování vysoce produktivních odrůd obilovin (zejména pšenice a rýže) a jiných zemědělských plodin (např. kukuřice, zeleniny aj.), doprovázené intenzivním zavlažováním anebo odvodňováním dosud zemědělsky nevyužívaných pozemků (Němec a Hladný, 2006).

Dnešním problémem, který zhoršuje jakost vod v celém světě je vypouštění odpadních vod a chemický průmysl. V roce 1998 vyrobil světový chemický průmysl 800 miliónů tun chemických látek, přičemž jeho produkce se každých 7 až 8 let zdvojnásobuje (Němec a Hladný, 2006). Všechny tyto lidské aktivity zapůsobili na chod přírody a kvalitu vody nadměrným zásobením živin a jiných kontaminantů a daly vzniknout například aktuálnímu problému znečištění sladkovodních stojatých vod.

McDowell a kol. (2003) připomíná, že U.S. Environmental Protection Agency identifikovala už před rokem 1996 zrychlenou eutrofizaci jako všudypřítomné poškození kvality vody USA značných rozměrů související se zemědělstvím. Novotny (2003) dále udává příklady velkých vodních útvarů zasažených hraničními nebo nadměrnými vstupy plošného znečištění jako je Černé moře, Jaderské moře, Chesapeake Bay a Mexický záliv, kde můžeme vysledovat nadměrným přísun živin ze zemědělské činnosti a měst nacházejících se tisíce kilometrů proti proudu přítoků a přinášejících sem nadměrné množství nutrientů (řeky Dunaj a Volha do Černého moře, řeka Pád do Jaderského moře, Susquehanna a Potomac řeky do zálivu Chesapeake, a řeka Mississippi do Mexického zálivu). Zvýšené koncentrace a toky jednotlivých živin a sedimentů (Syvitski a kol., 2005) byly nejvíce patrné během posledních pěti desetiletí, ačkoliv je pravděpodobné, že systémy byly provázeny obohacením živin i předtím (de Jonge a kol., 2002). Green a kol. v článku z roku 2004 uváděl odhad světového říčního toku celkového dusíku (N) (63 Tg N/rok), který napovídá dvojnásobku než v předindustriální éře.

Lidé se stále častějším znečištěním vod moc nezatažovali, svědčí o tom i fakt, na který podotýká Novotny a Chesters (1981) kdy, jako plošné znečištění nebylo všeobecně uznáno znečištění z přívalových vod a odtoku až do konce šedesátých let,

a například ve Spojených státech na počátku tohoto století, byly známky plošného znečištění, jako je kouř z průmyslových komínů, otevřené šachty a konstrukce, považovány za známky pokroku, spíše než za znečištění.

Protože v minulosti se snaha ošetření zaměřila především na bodové zdroje a odstraněných znečišťujících látek nebezpečných pro lidské zdraví (surové splašky a průmyslové odpadní vody, patogenní mikroorganismy), v současné době je v ohrožení spíše vodní život, než lidské zdraví (Novotny, 2003). Ve světě je snaha o nápravu jak bodového, tak hlavně plošného znečištění. Inženýři, vědci a úředníci kontrolující kvalitu vody v mnoha zemích se zabývají plošným znečištěním, problém je řešen například v oblasti Great Lakes pod americko-kanadskou kotlinou v Dohodě o kvalitě vody Great Lakes, dále ve Švýcarsku, Spolkové republice Německo a skandinávských zemích (Novotny a Chesters, 1981). Beneš (2012) uvádí příklad výsledků naplnění cílů směrnice 271/91/EHS a Rámcové vodní směrnice z konference EU v Bruselu z 25. 10. 2011, kdy stanovené cíle pro omezení působení bodového i plošného znečištění do puntíku splnilo Německo v regionu horní části toku Rýna, kde se výrazně snížili průměrné koncentrace olova a celkového fosforu například úpravou, rekonstrukcí či dostavbou 900 ČOV, dobudováním kanalizace či dořešením čištění srážkových vod.

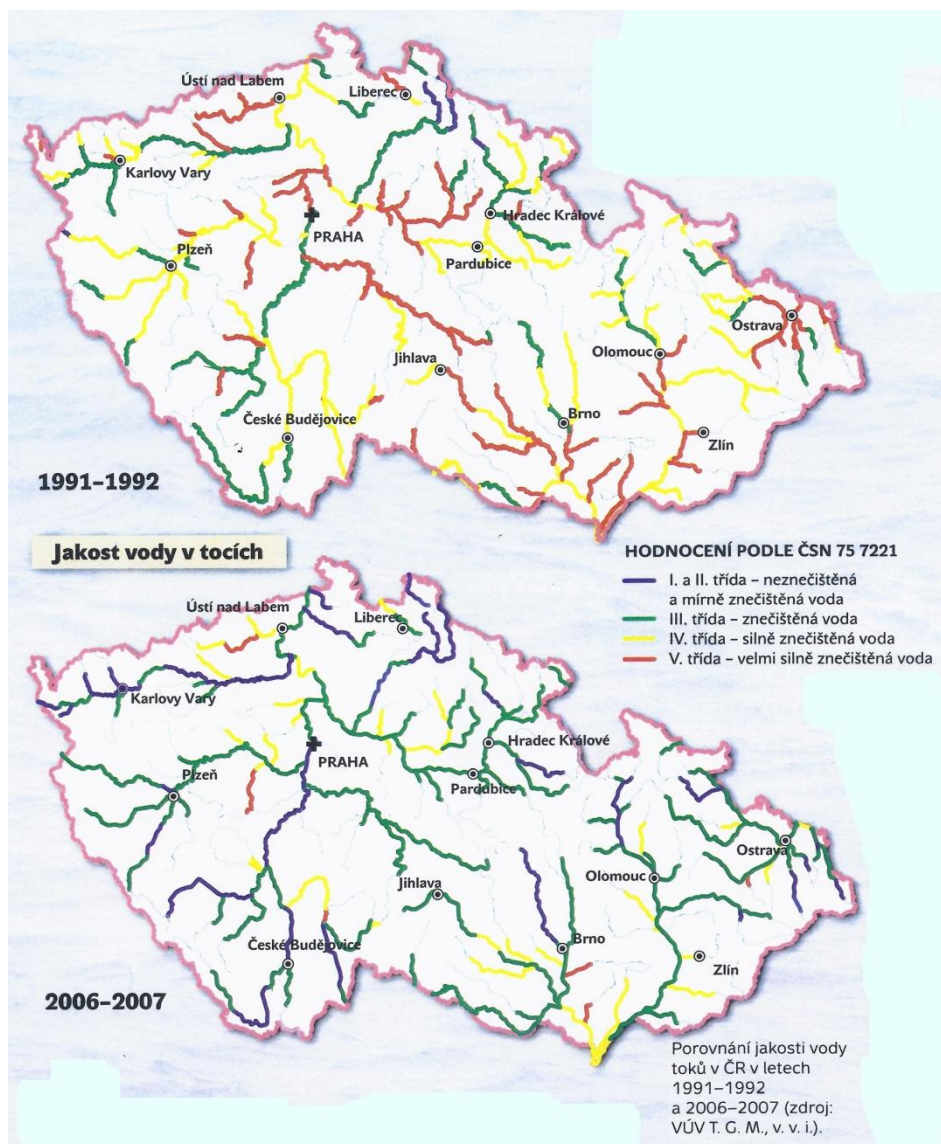
Švýcarsko, zejména zahájilo emisní program snižování plošného znečištění, který zahrnuje úpravu svodů ze střech, akumulaci a chemického ošetření dešťové vody, ošetření pozemních toků a několik dalších technik (Novotny a Chesters, 1981).

### 4.3 Jakost vody v ČR

Ještě v první polovině 20. století byla převažující zemědělská malovýroba a rozptýlená živočišná výroba, na dnešním území ČR, pokud jde o vodu pitnou, zajišťována většinou ze studní a z místních vodních zdrojů, odpady ze živočišné výroby sloužily jako přirozené hnojivo jejich vpravením do půdy (Němec, Hladný, 2006).

V druhé polovině 20. století pak ale došlo k výrazné změně v přístupu k využití krajiny a jejích zdrojů v důsledku změny politické situace a vzniku zemědělské kolektivizace a velkých průmyslových závodů. Nástup velkovýrobních technologií a velkokapacitních chovů dobytka, scelování polí do velkých lánů, rozorání mezí a rozsáhlé hospodářsko-technické úpravy krajiny od 50. let minulého století výrazně změnily způsob hospodaření s vodou v zemědělství (Němec, Hladný, 2006).

Počátkem devadesátých let minulého století bylo znečištění vod, zejména povrchových, vnímáno jako jeden z hlavních problémů životního prostředí České republiky, kdy většina významných vodních toků patřila do kategorie silně či velmi silně znečištěných a objevovaly se i vážné kontaminace vod podzemních (Volaufová, 2008). Bylo tedy nutné tuto situaci řešit. Z hlediska rozdělení zdrojů znečištění podle Pittera (1999) se dá efektivně řešit pouze znečištění z bodových zdrojů, které jsou dobře identifikovatelné. Vybudováním nových čistíren odpadních vod nebo jejich rekonstrukcemi bylo během posledních skoro dvaceti let dosaženo významného zlepšení kvality povrchových vod (Kodeš a Leontovyčová, 2008). Němec a Hladný (2006) uvádí dále, že dlouhodobé zlepšení jakosti vody v tocích je způsobeno využíváním efektivnějších technologií, ale také rušením či omezením provozu řady průmyslových podniků a nižším používáním umělých hnojiv v zemědělství. Fosforu je odstraňováno 85% a dusíkatých látek pouze 71 % v ČOV (Volaufová, 2008).



Obr. 5: Srovnání jakosti vody v tocích ČR (převzato z Vaněk (2008))

Přetrvávajícím problémem je znečišťování difúzního a plošného charakteru – nekontrolovatelného a obtížně měřitelného množství odpadních vod z rozptýlené zástavby a zemědělských podniků (především vymývání hnojiv a přípravků na ochranu rostlin z intenzivně využívané zemědělské půdy) (Volaufová, 2008).

V ČR je i eutrofizace závažným problémem kvality vody mnoha údolních nádrží, rybníků a dolních úseků řek již nejméně od 80. let minulého století a tato situace se dosud příliš nelepší i přes velký pokrok ve výstavbě čistíren odpadních vod (Hejzlar, 2010).



## 5. Závěr

Antropogenní zdroje živin spolu se změnami životního prostředí a klimatu jsou právě tak všudypřítomné, že žádný vodní systém nemůže být považován za skutečně původní (Edwards a Withers, 2008).

Bohužel pro nás toto tvrzení je pravdivé. Člověk produkuje uměle vytvořené látky, které se dostávají do složek přírody. Všechny sféry přírody jsou propojeny koloběhem vody. Ať už dodáme jakoukoliv látku nebo živinu do některé části krajinné sféry, je velká pravděpodobnost, že tato látka postupně projde celým koloběhem vody. Z půdy se například vyplaví do povrchového toku, z něj se potom dostane do moře, usadí se v sedimentech oceánu a po velmi dlouhé době se může dostat horninovým podložím do podzemní vody, která se dostane do půdy a oběh této látky pokračuje dál, a tak prakticky nikdy neskončí.

Na tom by nebylo nic tak špatného, až na to, že naší činností (činností člověka) se dodává takové množství látek, které už složky přírody nejsou schopné vstřebat a výrazně se mění jejich chod, většinou pro nás ale negativně. Například dochází k erozi svrchní vrstvy půdy, s ní jsou odnášeny důležité živiny, které pak zamořují vodní toky a vodní nádrže. To je jen jeden z důsledků lidské činnosti.

Sami sebe tedy připravujeme o to nejdůležitější, co k životu potřebujeme, o vodu a o půdu. Zdá se, že jsme si tento problém již uvědomili a snažíme se jej řešit. Vývoj a pokrok se nedá jen tak zastavit a my se nemůžeme vrátit „na stromy.“ Proto je snaha o ochranu jakosti vod a o nápravu vzniklých škod a řešení problémů, jako je eutrofizace a vypouštění odpadních vod, legislativní cestou, různými omezeními, a také se pokoušíme najít další alternativy ve výzkumech a vědeckých pokusech.

Některé naše snahy byly velmi úspěšné a problémy jakosti vody se ve zkoumaných oblastech zmírnily. Bohužel jsme teprve na začátku a čeká nás ještě dlouhá cesta, než najdeme řešení nebo opatření, které zabrání dalším škodám a budou chránit vzácné životně důležité přírodní zdroje.

## 6. Literatura

- Asner, G.P., Townsend, A.R., Riley, W.J., Matson, P.A., Neff, J.C., Cleveland, C.C. (2001): *Physical and biogeochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition*. Biogeochemistry, roč. 54, č. 1, s. 1-39, DOI: 10.1023/A:1010653913530
- Balík, J. (1993): *Základy výživy rostlin*. Institut výchovy a vzdělání Mze ČR v Praze, 36 s., ISBN 80-7105-056-3
- Beauchemin, S., Simard, R.R., Cluis, D. (1998): *Forms and concentration of phosphorus in drainage waters of 27 tile-drained soils*. Journal of Environmental Quality, roč. 27, č. 3, s. 721–728., ISSN 0047-2425. In: Zhang, M.K. (2008): *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, č. 5, s. 599-610, ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P
- Beneš, O. (2012): *7. Konference EWA „Efektivní čištění odpadních vod jako základní krok k naplňování rámcové vodní směrnice“, Brusel 25.10.2011*. Vodní hospodářství, roč. 62, č. 1, s. 31-32, ISSN 1211-0760
- Brandtberg, P.O., Davis, M.R., Clinton, P.W., Condrón, L.M., Allen, R.B. (2010): *Forms of soil phosphorus affected by stand development of Montana beech (Nothofagus) forests in New Zealand*. Geoderma, roč. 157, č. 3-4, s. 228-234, DOI:10.1016/j.geoderma.2010.04.022
- Campo, J., Maass, M., Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J. (2001): *Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem*. Biogeochemistry, roč. 53, č., s. 161-179, ISSN 0168-2563
- Chen, Y.X., Zhu, G.W., Tian, G.M., Chen, H.L (2003): *Phosphorus and copper leaching from dredged sediment applied on a sandy loam soil: column study*. Chemosphere, roč. 53, č., s. 1179-1187, DOI: 10.1016/S0045-6535(03)00610-6
- Cílek, V. (2007): *Nový problém: globální cyklus dusíku: Ten třetí vzadu*. Vesmír, roč. 86, č. 6, s. 362-368, ISSN 0042–4544
- Cortina, J., Romanyá, J., Vallejo, V.R. (1995): *Nitrogen and phosphorus leaching from the forest floor of a mature Pinus radiata stand*. Geoderma, roč. 66, č. 3-4, s. 321-330, DOI: 0016-7061(95)00006-2

- de Jonge, V.N., Elliott, M., Orive, E. (2002): *Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: Eutrophication*. *Hydrobiologia*, roč. 475/ 476, s. 1–19, ISSN 00188158
- Dodds W.K. (2007): *Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams*. *Trends in Ecology and Evolution*, roč. 22, č. 12, s. 669–76, ISSN 0169-5347
- Edwards, A.C., Withers, P.J.A. (2008): *Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK*. *Journal of Hydrology*, roč. 350, č. 3-4, s. 144–153, DOI:10.1016/j.jhydrol.2007.10.053
- Fiala, J., Kohoutek, A., Klír, J. (2007): *Výživa a hnojení travních a jetelovínotravních porostů*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha, 60 s., ISBN 978-80-87011-25-6
- Fiala, P., Materna, J., Reininger, D., Samek, T., (2009): *Stav povrchových půdních vrstev a výživa smrkových porostů v přírodní lesní oblasti Český les*. *Zprávy lesnického výzkumu*, svazek 54, č. 1, s. 1-12, ISSN 0322-9688
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Galloway, J.N., Peterson, B.J., Boyer, E.W. (2004): *Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology*. *Biogeochemistry*, roč. 68, č. 1, s. 71–105, ISSN 0168-2563
- Gundersen, P.M. (1991): *Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification*. *Forest Ecology and Management*, roč. 44, č. 1, s. 15-28, DOI: 10.1016/0378-1127(91)90194-Z
- Haberle, J., Svoboda, P. (2008): *Vyplavování dusíku z půdy*. *Nové Agro*, roč. 1, č. 1, s. 38-40, ISSN 1802–7903
- Havlíček, Z., Skládanka, J., Doležal, P., Chládek, G., Veselý, P., Ryant, P. (2008): *Pastevní chov zvířat v podmínkách cross compliance*. Brno: MZLU v Brně, 82 s., ISBN 978-80-7375-237-8
- Hejcman, M., Klaudisová, M., Hahl, J., Nežerková, P., Štursa, J., Pavlů, V. (2005): *Hnojení smilkových travních porostů aneb Může být druhová skladba ovlivněna i 37 let po ukončení aplikace hnojiv?* *Úroda*, roč. LIII, č. 7, s. 35-37, ISSN 0139-6013

- Hejzlar, J. (2003): *Koloběh fosforu v nádržovém ekosystému*. Habilitační práce, České Budějovice, 23 s. [72] s. příl.
- Hejzlar, J. (2010): *Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí*. Biologické centrum Akademie věd ČR, v. v. i. – Hydrobiologický ústav, ČB, 11 s.
- Hejzlar, J., Žaloudík, J., Rohlík, V. (2001): *Koncentrace živin (N, P) v tocích v povodí nádrže Lipno a jejich závislost na struktuře krajinného krytu*. Aktuality šumavského výzkumu, příspěvky z konference, Hydrologický ústav AV ČR, s. 82-86
- Hesketh, N., Brookes, P. C. and Addiscott, T. M. (2001): *Effect of suspended soil material and pig slurry on the facilitated transport of pesticides, phosphate and bromide in sandy soil*. European Journal of Soil Science, roč. 52, č. 2, s. 287–296, ISSN 1351-0754. In: Zhang, M.K. (2008): *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, č. 5, s. 599-610, ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P
- Heteša, J., Kočková E. (1997): *Hydrochemie*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 106 s., ISBN 80-7157-289-6
- Hruška, J., Cienciala, E., Moravčík, P., Navrátil, T., Hofmeister, J. (2001): *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd*. Lesnická práce, roč. 80, č. 12, s. 544-547, ISSN 0322-9254
- Hruška, J., Krám, P., Schwarz, O. (1999): *Kyselá dešť stále s námi – modelování dlouhodobé acidifikace lesních půd*. Lesnická práce, roč. 78, č. 6, s. 256-259, ISSN 0322 - 9254
- Hruška, J., Oulehele, F. (2008): *Dusík v lesních ekosystémech*. Vesmír, roč. 87, č. 12, s. 866-869, ISSN 0042–4544
- ČHMÚ (2007): *Hydrologická ročenka České republiky 2006*
- Hynšt, J., Šimek, M. (2009): *N<sub>2</sub>O emissions from low and moderately disturbed pasture soils - field test of minimal and maximal N supply*. Plant and Soil, roč. 320, č. 1-2 s. 195-207, DOI 10.1007/s11104-008-9884-x
- Janeček, M. (1996): *Je ochrana půdy nutná?* Vesmír, roč. 75, č. 8, s. 457– 462, ISSN 0042-4544

- Jenkinson, D. S. (2001): *The impact of humans on the nitrogen cycle, with focus on temperate arable agriculture*. Plant and Soil, roč. 228, č. 1, s. 3-15, DOI: 10.1023/A:1004870606003
- Jensen, M.B., Jorgensen, P.R., Hansen, H.C.B., Nielsen, N.E. (1998): *Biopore mediated transport of dissolved orthophosphate*. J. Environ. Qual., roč. 27, č. 5, s. 1130–1137, ISSN 0047-2425. In: Kang, J., Amoozegar, A., Hesterberg, D., Osmo, D.L. (2011): *Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources*. Geoderma, roč. 161, č. 3-4, s. 194-201, DOI: 10.1016/j.geoderma.2010.12.019
- Kalinová, J., Moudrý, J., Konvalina, P., Moudrý, J. (2007): *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství*. ZF JU, České Budějovice, 41 s., ISBN 978-80-7394-029-4
- Kang, J., Amoozegar, A., Hesterberg, D., Osmo, D.L. (2011): *Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources*. Geoderma, roč. 161, č. 3-4, s. 194-201, DOI: 10.1016/j.geoderma.2010.12.019
- Karthikeyan, S., He, J., Palani, S., Balasubramanian, R., Burger, D. (2009): *Determination of total nitrogen in atmospheric wet and dry deposition samples*. Talanta, roč. 77, č. 3, s. 979-984, DOI:10.1016/j.talanta.2008.07.053
- Klír, J. (1999): *Bilance rostlinných živin*. Studijní informace: rostlinná výroba, ÚZPI, Praha, č. 7, 43 s., ISBN 80-7271-061-3
- Klír, J., Kunzová, E., Čermák, P. (2007): *Rámcová metodika výživy rostlina hnojení*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 40 s., ISBN 978-80-87011-14-0
- Kodeš, V., Leontovyčová, D. (2008): *Jakost vody v ČR*. Vesmír, roč. 87, č. 11, s. 771-773, ISSN 0042 - 4544
- Kočí, V., Burkhard, J., Maršálek, B. (2000): *Eutrofizace na přelomu tisíciletí*. Eutrofizace 2000 Praha. Ústav chemie ochrany prostředí VŠCHT Praha, Botanický ústav Akademie věd Brno, s. 3-13
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Borovec, J., Porcal, P., Kotorová, I. (2000): *Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: lowering of*

- in-lake phosphorus availability in an acidified catchment-lake ecosystem.* Limnology and Oceanography, roč. 45, č. 1, s. 212-225, ISSN 0024-3590
- Kulhánek, M., Balík, J., Černý, J., Časová, K., Habásková, B. (2006): *Podíl minerálního a organického fosforu v půdě po aplikaci organických hnojiv.* In: Sborn. Agroregion 2006: Zvyšování konkurenceschopnosti v zemědělství. Sekce II. Půda – základ konkurenceschopnosti zemědělství: sborník referátů z VI. ročníku mezinárodní vědecké konference. ZF JCU, České Budějovice, s. 70-73, ISBN 80-7040-870-7
- Kvítek, T., a spol. (2007): *Zatravňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování dusičnanů ve vodách.* Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 110 s., ISBN 978-80-254-0972-5
- Kvítek, T., Tipll, M. (2003): *Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině.* Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha. Zemědělské informace, č. 10, 47 s., ISBN 80-7271-140-7
- Lellák, J., Kubíček, F. (1991): *Hydrobiologie.* Univerzita Karlova, Praha, 260 s., ISBN 80-7066-530-0
- Luo, J., Ledgard, S.F., de Klein, C.A.M., Lindsey, S.B., Kear, M. (2008): *Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emissions.* Plant and Soil, roč. 309, č. 1-2, s. 227-237, DOI:10.1007/s11104-007-9444-9
- Macháček, V., Čermák, P. (2004): *Stabilizace půdní úrodnosti z hlediska výživy rostlin fosforem a draslíkem.* Výzkumný ústav rostlinné výroby v Praze, 16 s., ISBN 80-86555-48-8
- Maidment, D.R. (ed.) (1993): *Handbook of hydrology.* McGraw-Hill, New York, 1424 s., ISBN 0-07-039732-5:3.845.00
- McDowell, R.W., Sharpley, A.N., Folmar, G. (2003): *Modification of phosphorus export from an eastern USA catchment by fluvial sediment and phosphorus inputs.* Agriculture, Ecosystems and Environment, roč. 99, č. 1-3, s. 187–199, DOI:10.1016/S0167-8809(03)00142-7
- Mládek, J., Pavlů, V., Hejcman, M., Gaisler, J. (2006): *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích.* VÚTV Praha, 104 s., ISBN 80-86555-76-3

- Neal, C., Jarvie, H.P. (2005): *Agriculture, community, river eutrophication and the Water Framework Directive*. Hydrological Process, roč. 19, č. 9, s. 1895-1901, ISSN 0885-6087. In: Withers, P.J.A, Jarvie, H.P. (2008): *Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review*. Science of the total environment, roč. 400, č. 1-3, s. 379-395, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002
- Němec, J., Hladný, J.: *Voda v České republice*. Praha: Consult, 253 s., ISBN 80-903482-1-1
- Norton, S. A., Veselý, J. (2004): *Acidification and acid rain*. In: Lollar, B.S. (ed.): *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*, kapitola 9.10. Elsevier – Pergamon, Oxford, s. 367-406, DOI: 10.1016/B0-08-043751-6/09052-6
- Novotny, V. (2003): *Water quality – Diffuse pollution and watershed management*. Northeastern University Boston, John Wiley and Sons, New York, 864 s., ISBN 0-471-39633-8:3.990.00
- Novotny, V., Chesters, G. (1981): *Handbook of nonpoint pollution: Sources and management*. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering Series, 555 s., ISBN 0-442-22563-6
- Pasák, V., a kol. (1985): *Ochrana půdy před erozí*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 160 s.
- Pitter, P. (1999): *Hydrochemie*. Praha VŠCHT, 568 s., ISBN 80-7080-340-1
- Prášková, L., Kubík, L., Malý, S. (2006): *Kontrola monitoringu cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupech do půdy*. ÚKZÚZ Brno. Zpráva za rok 2005, 32 s.
- Rajchard, J., Balounová, Z., Květ, J., Šantrůčková, H., Vysloužil, D. (2002): *Ekologie II: Struktura a funkce ekosystému, produkční ekologie, biogeochemické cykly, chemické faktory prostředí, základy ekologie půdy, ekologie vodního prostředí, aktuální celosvětové ekologické problémy*. KOPP, České Budějovice, 197 s., ISBN 80-7232-191-9
- Richter, R., Hlušek, J. (2006): *Využití dusíku rostlinami z aplikovaných hnojiv*. In: Růžek, P., Pišánová, J. (ed.): *Sborn. Nové trendy v používání dusíkatých hnojiv*. VÚRV Praha, s. 5-15, ISBN: 80-86555-96-8

- Rychnovská, M., Balátová - Tulačková, E., Úlehlová, B., Pelikán, J. (1985): *Ekologie lučních porostů*. Academia Praha, 292 s.
- Sáňka, M., Materna, J. (2004): *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR*. Planeta, roč. 12, č. 11, 84 s., ISSN 1213-3393
- Sharpley, A., Foy, B. and Withers, P. (2000): *Practical and Innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: An overview*. Journal of Environmental Quality, roč. 29, č. 1, s. 1–9., ISSN 0047-2425. In: Zhang, M.K. (2008): *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, č. 5, s. 599-610, ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P
- Sickman, J.O., Melack, J.M., Clow, D.W. (2003): *Evidence for nutrient enrichment of high-elevation lakes in the Sierra Nevada*. Limnology and Oceanography, roč. 48, č. 5, s. 1885-1892, ISSN 0024-3590
- Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C. (1998): *Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research*. Journal of Environmental Quality, roč. 27, č. 2, s. 277–293, ISSN 0047-2425. In: Kang, J., Amoozegar, A., Hesterberg, D., Osmund, D.L. (2011): *Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources*. Geoderma, roč. 161, č. 3-4, s. 194-201, DOI: 10.1016/j.geoderma.2010.12.019
- Smith, V. H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. (2000): *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. Environmental Pollution, roč. 100, č. 1-3, s. 179-196, DOI: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3
- Søballe, D.M, Kimmel, B.L. (1987): *A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes and impoundments*. Ecology, roč. 68, č. 6, s. 1943–1954, ISSN 0012-9658
- Stenberg, M., Aronsson, H., Lindén, B., Rydberg, T., Gustafson, A. (1999): *Soil mineral nitrogen and nitrate leaching losses in soil tillage systems combined with a catch crop*. Soil and Tillage Research, roč. 50, č. 2, s. 115-125, DOI:10.1016/S0167-1987(98)00197-4
- Straškrabová, V. (1995): *Dusíkový paradox: Sloučeniny dusíku v evropských řekách*. Vesmír, roč. 74, č. 1, s. 11-12, ISSN 0042–4544



- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J., Green, P. (2005): *Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean*. Science, roč. 308, č. 5720, s. 376–380, ISSN 00368075
- Šafaříková, S., Kouřil, M. (2006): *Dusík, fosfor. Živiny v krajině*. In: Hrázský, Z., Šafaříková, S. (ed.): *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, s. 3-6
- Šafaříková, S., Pešata, M. (2006): *Zvýšená hladina živin. Živiny v krajině*. In: Hrázský, Z., Šafaříková, S. (ed.): *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, s. 6-11
- Šantrůčková, H. (2001): *Ekologie půdy*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 29 s.
- Šantrůčková, H., Vrba, J., Pícek, T., Kopáček, J. (2004): *Soil biochemical activity and phosphorus transformation and losses from acidified forest soils*. Soil Biology & Biochemistry, roč. 36, č. 10, s. 1569-1576, DOI: 10.1016/j.soilbio.2004.07.015
- Šimek, M. (2003): *Základy nauky o půdě - 3. Biologické procesy a cykly prvků*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 151 s., ISBN 80-7040-630-5
- Šimek, M. (2004): *Základy nauky o půdě – 4. Degradace půdy*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 224 s., ISBN 80-7040-667-4
- Šimek, M. (2008): *3. Skleníkové plyny v půdě: Dusíkaté plyny – oxid dusný*. Vesmír, roč. 87, č. 11, s. 758-761, ISSN 0042-4544
- Šimek, M., Cooper, J.E. (2004): *Biogeochemical cycles of elements: an introduction to behaviour of main mineral nutrients of plants and microorganisms*. České Budějovice: University of South Bohemia, 64 s., ISBN 80-7040-668-2
- Štamberová, M, Michalová, M., Mikšovský, J., Prchalová, H. (1998): *Vodní zdroje v ČR*. Publikace SVP č. 47, MŽP. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka Brno, 89 s.
- Tanner, E.V.J., Vitousek, P.M., Cuevas, E. (1998): *Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains*. Ecology, roč. 79, č. 1, s. 10-22, ISSN 0012-9658

- Ulrich, K.-U., Pöthig, R. 2000: *Evidence for aluminium precipitation and phosphorus inactivation in acidified watershed – reservoir ecosystems*. Silva Gabreta, roč. 4, Vimperk, s. 185-198, ISSN 1211-7420
- Vaněk, S. (2008): *Voda v ČR*, Vesmír, roč. 87, č. 11, s. 774, ISSN 0042-4544
- Vesterdal, L., Dalsgaard, M., Felby, C., Raulund-Rasmussen, K., Jörgensen, B.B. (1995): *Effect of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor on Norway spruce stands*. Forest Ecology and Management, roč. 77, č. 1-3, s. 1-10, DOI: 0378-1127(95)03579-6
- Vicars, W.C., Sickman, J.O., Ziemann, P.J. (2010): *Atmospheric phosphorus deposition at a montane site: Size distribution, effects of wildfire, and ecological implications*. Atmospheric Environmental, roč. 44, č. 24, s. 2813-2821, DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.04.055
- Vitousek, P.M. (1984): *Litterfall, nutrient cycling, and nutrient limitation in tropical forest*. Ecology, roč. 65, č. 1, s. 285-298, ISSN 0012-9658
- Volaufová, L. (2008): *Kvalita povrchových vod v České republice*. Vesmír, roč., 87, č. 11, s. 768-770, ISSN 0042-4544
- Withers, P.J.A., Jarvie, H.P. (2008): *Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review*. Science of the total environment, roč. 400, č. 1-3, s. 379-395, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002
- Zehnálek, J., Adam, V., Kizek, R. (2006): *Asimilace dusičnanového, amonného a amidického dusíku u zemědělských plodin*. Chemické Listy, roč. 100 (referát), s. 508-514, ISSN 0009 – 2770
- Zhang, M.K. (2008): *Effects of Soil Properties on Phosphorus Subsurface Migration in Sandy Soils*. Pedosphere, roč. 18, č. 5, s. 599-610, ISSN 1002-0160/CN 32-1315/P

**Citace z internetu:**

Rothamsted Research: The Nitrogen Cycle [online]. [cit. 2012-03-25]. Dostupné z:  
[http://www.rothamsted.ac.uk/Content.php?Section=JourneyCentreEarth  
&Page=NitrogenCycle](http://www.rothamsted.ac.uk/Content.php?Section=JourneyCentreEarth&Page=NitrogenCycle)

Soběstačnost cesta ke svobodě: Cyklus fosforu a Peak Fosfor [online]. [cit. 2012-03-25]. Dostupné z:  
[http://www.sobestacnost.cz/modules.php?name=Forums&file=viewtopic  
&t=233](http://www.sobestacnost.cz/modules.php?name=Forums&file=viewtopic&t=233)